引用格式：李晓文, 智烈慧, 马田田, 等. 构筑基于“三线整合”的中国滨海湿地生态安全格局. 中国科学院院刊, 2023, 38(1): 123-133, doi: 10.16418/j.issn.1000-3045.20220811001.

Li X W, Zhi L H, Ma T T, et al. Developing ecological security pattern for coastal wetlands based on “three-line integration” spatial strategy. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2023, 38(1): 123-133, doi: 10.16418/j.issn.1000-3045.20220811001. (in Chinese)

构筑基于“三线整合”的中国滨海湿地生态安全格局

李晓文[1*] 智烈慧[1,2] 马田田[3] 刘增力[4] 崔保山[1] 邵冬冬[1] 曹 宇[5] 穆泳林[1]

1 北京师范大学 环境学院 北京 100875
2 河北工程大学 地球科学与工程学院 邯郸 056038
3 农业农村部环境保护科研监测所 天津 300191
4 国家林业和草原局林草调查规划院 北京 100714
5 浙江大学 公共管理学院 杭州 310058

摘要 滨海湿地是滨海区域高质量发展的重要资源基础和生态安全屏障，是全面推进陆海统筹战略，构建陆海命运共同体的重要依托。理论和实践表明：受损滨海湿地修复需要同毗邻未受损自然湿地协同优化，以提升滨海湿地综合生态功能，强化滨海区域生态安全屏障，并提升气候变化背景下滨海湿地应对海平面上升的长期适应性，减缓自然-人为双向“海岸挤压”效应下滨海湿地的退化消失。据此，文章提出了构建应对围垦开发和适应海平面上升情形下“三线整合”中国滨海湿地生态安全格局相关概念，包括：抢救性保护生态红线区，优先开展湿地修复的生态修复绿线区，以及适应气候变化影响下海平面上升的生态预留蓝线区。“三线整合”生态安全格局强调应将湿地修复纳入区域生态系统格局与功能协同优化过程，是对以往局限于小尺度、孤立的湿地修复格局的反思，也是将湿地修复提升到区域生态安全层面的理论与实践探索。在剖析相关概念的基础上，文章针对我国滨海湿地保护修复、海岸带管理和国土空间开发提出了相关对策和建议。

关键词 海岸挤压，海平面上升，滨海湿地，一体化保护修复，“三线整合”空间策略，生态安全格局

DOI 10.16418/j.issn.1000-3045.20220811001

滨海湿地，包括滨海盐沼、红树林、海草床、滩涂、珊瑚礁、河口、近海水域和滨海淡水湿地等，在维系陆海水盐平衡、滨海蓝碳与氮循环及生物多样性保育等方面发挥着重要的生态功能[1-4]。同时，滨海

*通信作者

资助项目：国家重点研发计划（2019YFE0121500），国家自然科学基金区域创新发展联合基金重点项目（U22A20558），国家自然科学基金项目（32171572、31770576）

修改稿收到日期：2022年12月25日

湿地也是滨海区域经济社会高质量发展的资源基础和生态安全屏障，是我国全面推进陆海统筹战略，构建陆海命运共同体的重要依托[3]。据第二次全国湿地资源调查，全国滨海湿地面积为 57 960 km^2，占湿地总面积的 11%。然而，近半个世纪以来港口建设、滩涂围垦、近岸水产养殖等围填海活动导致沿海滩涂、盐沼、红树林和海草床等重要类型滨海湿地被侵占[5-8]。滨海自然湿地面积萎缩，至少有 7 080 km^2 滨海盐沼湿地和 340 km^2 的红树林湿地退化或消失，岸线人工化平直化，生态系统服务功能退化简化[2,9]。如何有效保护现有的滨海湿地、科学修复受损滨海湿地，促进生态与经济社会的协调，是实现我国滨海区域可持续发展亟待解决的关键问题，也是构建滨海区域生态安全屏障的迫切需求。

据统计，我国 1950—2016 年共实施滨海湿地生态修复工程 1 011 项①；尽管进入 21 世纪以来我国滨海湿地生态系统修复的类型、数量均有大幅增长，但总体修复规模仍然较小，难以弥补长期围垦开发导致的滨海湿地数量和质量上的损失。如 2000 年以来我国先后修复滨海盐沼 380 km^2 和红树林湿地 70 km^2，修复面积仅分别为退化消失的 5% 和 11%[9]；另外，近 30 年来海草床退化严重，到 2020 年总面积仅约 90 km^2，面积萎缩 90% 以上，而修复面积仅为退化面积的 0.4%②。

鉴于大规模围填海开发活动不仅改变了湿地本身属性，还影响了整个陆海格局及其生态屏障功能，国家陆续出台了一系列滨海湿地保护修复政策：2016 年，原国家海洋局印发《关于加强滨海湿地管理与保护工作的指导意见》，提出开展受损湿地生态修复，力争到 2020 年修复不少于 85 km^2 的滨海湿地面积。2018 年，自然资源部与国家发展和改革委员会联合印发《关于贯彻落实〈国务院关于加强滨海湿地保护严格管控围填海的通知〉的实施意见》（自然资规〔2018〕5号）指出，2019 年起实施围填海工程严格管控，强化生态保护修复，以补偿滨海湿地生态受损，维持区域滨海湿地生态系统健康与安全。2020 年国家发展和改革委员会与自然资源部联合印发《全国重要生态系统保护和修复重大工程总体规划（2021—2035 年）》，明确将“海岸带生态保护和修复工程”列为规划的重大工程之一，强调以滨海湿地生态系统结构恢复和服务功能提升为主，全面保护自然岸线和沿海滩涂，综合开展退围还滩、退塘还林、修复滨海湿地生物栖息地，提升滨海湿地生态系统质量。

在国家政策引导下，滨海湿地修复逐渐从小尺度、单个孤立生境的修复，向大尺度、整体性、系统性修复目标推进，区域尺度下的滨海湿地系统修复的目标和定位越来越受到重视[10]。同时，在气候变化背景下，提升滨海湿地应对海平面上升的适应力也是实现大江大河全流域生态保护和高质量发展这一国家重大生态环境战略目标的需求[11]。服务于滨海湿地保护与修复相关国家重大战略，本文提出了基于“生态保护红线、生态修复绿线和应对气候变化生态预留蓝线三线整合的滨海湿地生态安全格局”构架，以及针对我国滨海湿地保护修复、海岸带管理和国土空间开发等的相关对策和建议。

1 我国滨海湿地生态安全现状及存在的问题

1.1 滨海湿地面临日益加剧的自然-人为“双向挤压”效应的影响

滨海湿地具有全球意义的生物多样性保护价值和生态系统服务功能，同时对于自然或人为活动干扰具有极强的敏感性、脆弱性[12]。

一方面，滨海湿地在经济社会发展进程中起到至

① 中国工程院院士杨志峰：我国滨海湿地修复“无章可循”. (2020-10-28). https://news.sciencenet.cn/sbhtmlnews/2020/10/358436.shtm.

② 刘诗瑶. 提升海草床、红树林、盐沼碳汇能力 海洋固碳在行动. (2021-01-26). http://finance.people.com.cn/n1/2021/0126/c1004-32011686.html.

关重要的作用，占我国国土面积的 15% 的滨海区域聚集了我国 40% 的人口并贡献了 60% 以上的国内生产总值[13]。因此，海岸带围垦开发成为缓解滨海用地紧缺，促进区域经济发展的重要措施，尤以大江大河三角洲为代表的滨海湿地成为海岸带围垦开发活动的密集区[14]。海岸带围垦开发在带来巨大经济效益的同时，也导致了自然湿地快速消失、生物多样性锐减、滨海碳汇下降及近海水环境持续恶化等严重的生态后果，使区域生态安全及可持续发展的资源基础受到严重威胁[15,16]。

另一方面，全球气候变化导致的海平面上升对滨海湿地生态系统的影响及其互馈机制与过程也日益得到国际学术界的关注[17]。据《中国气候变化蓝皮书（2020）》，近 40 年我国沿海海平面上升速率为 3.4 mm/a，高于全球平均水平且呈波动上升趋势。海平面上升给滨海区域带来海水入侵、海岸侵蚀等问题的同时，也驱动着滨海湿地植物群落向陆地迁移，并在内陆塑造新生湿地格局[17]。然而，围填海及道路、堤坝等基础设施彻底改变了滨海湿地的生境性质，使盐沼湿地植物群落丧失了适应海平面上升进行陆向迁移的生境条件，这种由人类活动和海平面上升对滨海湿地造成的双向海岸挤压效应将导致滨海湿地生物多样性、碳汇、海岸防护等关键生态系统服务功能的减损、丧失[18-20]。

1.2 当前滨海湿地修复缺少与已有保护格局的一体化整合优化

从我国当前滨海湿地修复实践来看，国家逐步加大支持，相继开展了一系列退耕还湿、退养/盐还滩等的滨海湿地修复工程实践，包括辽宁、山东、浙江、江苏、福建、海南等沿海省份均开展了不同规模的“退围还湿”的滨海湿地修复工程，补偿围垦开发下受损滨海湿地修复工程得到了国家及沿海各级地方政府的大力支持，已成为当前滨海湿地修复的重点[21]。但是，当前滨海湿地修复项目实施范围主要考虑历史参照、土地权属和实施方案的技术可行性等，在选址上拘泥于孤立、点状的修复模式，不论是湿地修复政策还是工程实践均缺乏宏观尺度的系统性规划，没有充分考虑湿地修复选址对区域湿地生态系统格局和生态功能的整体优化效应[22]。

保护与修复生态系统往往具备生态系统结构与功能的关联，两者协同发挥着区域生态安全屏障的功能。因此，生态修复不能仅限于局域尺度生态系统要素的修复，还应充分考虑修复布局对区域生态系统结构和功能完整性的贡献。然而，当前湿地的保护和修复往往各自独立开展，忽视了修复湿地与具有保护价值的未受损湿地之间的有机联系，以及对区域整体生态服务功能提升、生态安全格局构建的协同调控作用。研究表明：孤立、点状修复模式由于缺乏区域尺度上整体修复格局与功能的优化，往往导致总体修复成效难以充分发挥[21,22]。就滨海湿地而言，如果缺乏保护修复选址对滨海湿地生态系统整体格局和生态功能效益的系统评估和优化，则有可能导致保护修复选址不当，难以有效保护具有不可替代价值的残遗自然湿地，同时修复具有潜在修复价值的受损湿地[23]。此外，滨海湿地自然生态功能效益的供给具有较大的空间异质性，表现为不同区域湿地的生态服务功能对整体效益的贡献大小不一[24]。因此，在区域尺度上开展湿地一体化保护和修复格局与功能的整合优化，对滨海湿地生态系统整体效益提升具有重要意义[25]。

1.3 当前滨海湿地保护管理尚未充分考虑应对气候变化的弹性空间

在较长时间尺度上，海平面上升会驱使滨海湿地陆向迁移扩展并塑造新生湿地生态系统[17,18]。然而，高强度围填海及围垦开发，以及堤坝、道路等基础设施建设阻断了陆海之间的水文和生物连通，人工硬质化地表彻底改变了生境条件，挤压了盐沼等潮滩植物群落向内陆迁移的空间，使滨海湿地生态系统逐渐丧失应对气候变化驱动下海平面上升的适应性，最终退

化甚至消亡[26-29]。目前，我国滨海湿地管理缺少提升滨海湿地应对未来气候变化的长期适应性对策。尽管我国滨海区域自然-人为双向海岸挤压效应已十分显著，且未来可能持续强化，但目前理论和实践中针对海岸挤压效应的生态调控途径和措施仍十分欠缺。

2 基于“三线整合”的滨海湿地生态安全格局：概念内涵

受损湿地是滨海区域生态系统的“生态短板”，作为区域生态系统服务功能的潜在提升空间，其修复对滨海湿地生态系统整体改善意义重大[30,31]。在区域尺度上，修复后的滨海湿地与未受损自然湿地共同发挥着维护区域生态系统服务和生态安全屏障功能[32,33]。因此，在人类活动和气候变化导致的双向海岸挤压效应下，通过整合优化滨海湿地保护与修复格局，并前瞻性地保留滨海湿地应对气候变化的弹性空间，是应对围垦开发和气候变化双重胁迫下更加全面、可持续的生态安全管理策略[24]。

基于“三线整合”的生态安全格局概念框架源自国际上普遍认可的“系统保护规划”理论与方法[34]，并将其拓展应用到一体化保护与修复整合的区域生态系统协同优化中，是对以往局域、孤立的湿地修复模式的反思，也是将湿地修复提升到区域生态安全管理层面的理论探索与实践[35]。该概念框架强调基于“目标-成本-效益”之间权衡，保护与修复格局一体化整合，优化区域整体生态功能，同时兼顾滨海湿地未来应对海平面上升的气候适应性，制定对滨海生态系统整体功能最惠益的生态安全格局构建策略：划分出近期抢救性生态保护红线区与提升性生态修复绿线区，以及远期限制性生态预留蓝线区，由此构建应对围垦开发和适应未来海平面上升情形下，基于“三线整合”的滨海湿地生态安全格局（图1）。

构建“三线整合”的滨海湿地生态安全格局可以采取5个步骤（图2）：① 确定潜在保护格局。针对现状未受损湿地区域，评估其典型且重要的生态功能热点区，作为潜在保护格局（包括保护区外的保护空缺）。② 识别潜在修复格局。针对历史时期围垦导致的生态功能受损区，依据高程、水盐梯度等环境要素模拟潮滩植物群落的潜在修复生境，考虑政策及工程实施的可行性，分析、识别潜在修复格局。③ 确定潜在滨海湿地保护-修复格局。将潜在保护和潜在修复格局初步叠置、整合为潜在保护-修复格局，该格局是假定现状湿地完全保护且退化区完全修复的情形下生态功能最大化的理想状态。④ 基于“目标-成本-效益”协同优化的一体化滨海湿地保护修复格局。潜在保护-修复格局目标的实现受制于社会经济成本及其与保护修复目标和生态效益的权衡。对此，可以通过连续优化目标比例（如10%—90%）的分级迭代，兼顾格局连通性、功能的不可替代性等，利用优化算法（如系统保护规划空间优化工具——Maxan模型）评估保护修复目标、经济社会成本和修复后的生态效益之间的权衡关系，确定低成本-高效益的最优一体化保护修复格局，由此划定生态保护红线和生态修复绿线。⑤ 划定应对海平面上升的预留蓝线。可以通过设置不同海平面上升情景，运用空间直观模型（如海平面上升影

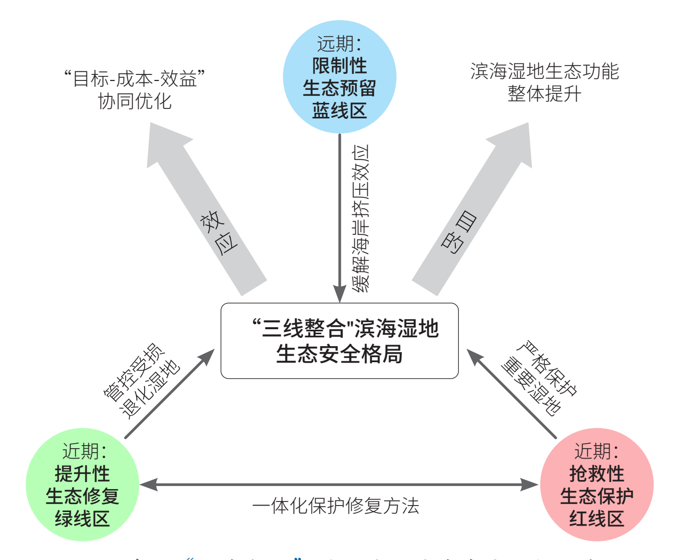


图1 基于“三线整合”的滨海湿地生态安全格局内涵

Figure 1 Conceptual framework of ecological security pattern for coastal wetlands based on “three-line integration” spatial strategy

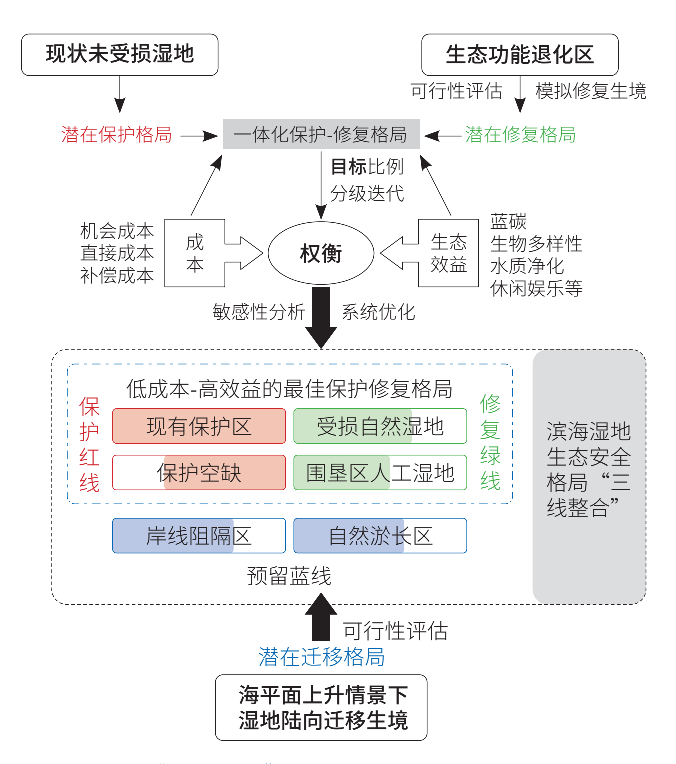


图 2　构建“三线整合”滨海湿地生态安全格局的技术路线

Figure 2　Methodological framework for building ecological security pattern of coastal wetlands based on “three-line integration” spatial strategy

响湿地模型——SLAMM 模型）模拟海平面上升和滨海湿地围垦后土地利用转换影响下，滨海湿地及其植物群落潜在生境适宜性及其变化，从而识别未来海平面上升驱动下滨海湿地生态系统潜在陆向迁移通道及其迁移格局，划定应对气候变化的预留蓝线。

3 构建基于“三线整合”的生态安全格局相关措施

3.1 科学确定滨海湿地修复优先格局，抢救性保护并有序修复滨海湿地关键受损区

我国滨海湿地保护对象主要为生物多样性丰富和生态服务功能突出的盐沼、红树林等自然湿地生态系统，未来还应针对性考虑对毗邻的具有潜在生态修复价值和可能性的受损湿地开展生态修复（如围填海后形成的盐田、库塘和滩涂养殖区域等人工湿地等）[24]，防止后续基础设施建设继续扩张导致受损滨海湿地修复潜力完全丧失。因此，亟须判识具有修复潜力且修复后能与现有保护格局协同发挥较高生态功能的受损区域，置于合理的保护与管理之下，并在权衡目标、成本和效益基础上，确定生态修复优先格局，有序实施湿地修复项目[24]。

我国以长江三角洲、黄河三角洲、珠江三角洲和辽河三角洲为代表的大江大河三角洲滨海湿地生物多样性与生态系统服务功能至关重要，同时也是人口与经济社会聚集区、围垦开发的重点区域。尽管四大三角洲针对滨海湿地生态系统保护及生物多样性维持都建立了国家级自然保护区，但大规模围填海及土地开发活动使得保护区周边滨海湿地受损，形成保护区内未受损自然湿地与保护区外自然湿地围垦形成的盐田、养殖等人工湿地镶嵌分布的格局，这些紧邻保护区的受损湿地往往仍具备一定修复潜力和较高的生态修复价值，应对其利用强度和方式进行管理和引导，避免其修复潜力进一步被基础设施建设所摧毁。因此，可以首先聚焦我国大江大河三角洲，率先开展滨海湿地修复潜在区域的划定与滨海湿地一体化保护修复格局的确定，为构建基于“三线整合”的滨海湿地生态安全格局奠定基础。

以黄河三角洲滨海湿地为例，在确定滨海湿地潜在修复格局的基础上，通过系统保护规划的空间优化模型（Marxan），模拟分析了10%—90%保护修复目标下一体化保护修复格局（图 3）[36]。研究发现：当滨海湿地一体化保护修复格局的生态功能优化目标比例为 50% 时，是系统优化下低成本投入-高生态功能效益产出的最佳优化方案，生态效益最大提升率为 19.15%。该方案下区域生态功能得到了整体优化，其一体化保护修复格局有利于滨海湿地整体生态功能发挥和生态屏障的长期维持。湿地修复将围垦开发产生的巨大的经济价值转移为滨海湿地调节和支持等生态服务价值，生态系统服务总价值得以提升，其系统优化方案可为黄河三角洲滨海湿地保护修复规划与实

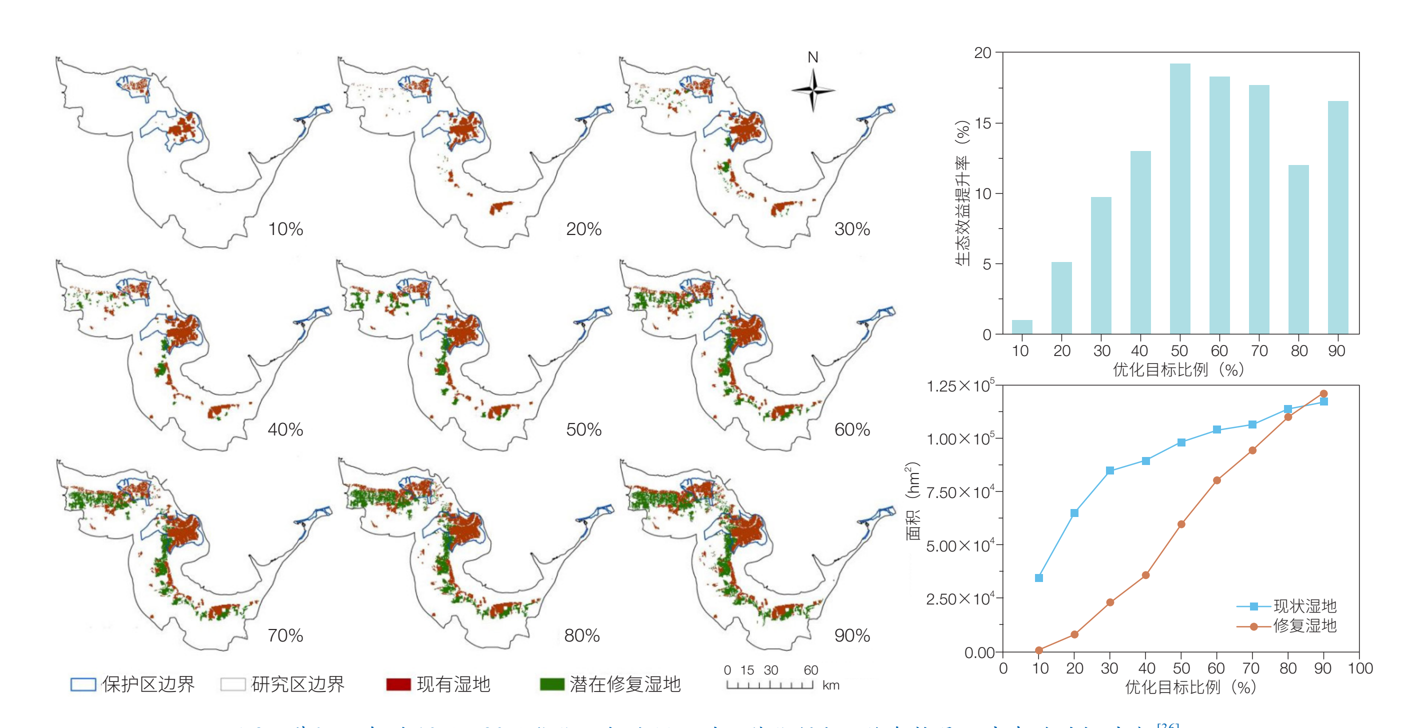


图 3 黄河三角洲 10%—90% 优化目标比例下的一体化保护 - 修复格局及生态效益提升率[36]

Figure 3 Integrated protection-restoration pattern and ecological benefit improvement rate under 10%–90% optimization target ratio in the Yellow River Delta[36]

施方案提供科学依据[36]。

3.2 构筑海岸生态防护体系，提升滨海湿地应对气候变化的长期适应能力

滨海湿地生态系统具备可持续、低成本的海岸生态防护功能，所以通过滨海湿地恢复以构筑海岸生态防护体系，替代硬质海岸防护工程，是应对海平面上升、缓解海岸挤压效应的有效途径。例如，荷兰、英国和澳大利亚等国家弃用硬质岸线工程，采用生态岸线等途径恢复滨海湿地强化海岸防护，作为应对海平面上升、缓解海岸挤压效应的重要措施[37-40]。我国海岸线绵长，其海岸挤压效应及其滨海湿地反馈过程均具有明显的时空异质性，需制定空间指向明确、操作性强的滨海岸线管控政策。

针对我国大江大河三角洲等关键区域，借鉴相关科学研究和国际经验，通过外堤拆除、拦潮闸的生态调度等方式促进滨海湿地修复，可以在修复滨海湿地生物多样性、碳汇和海岸防护等受损生态功能的同时，有效提升滨海湿地应对气候变化的长期适应能力[41-44]。进一步结合湿地修复，提出相应配套的滨海国土空间管治策略和调控措施，强化滨海湿地修复多功能与多目标属性，保障滨海湿地修复格局与功能的长期可持续性。这些配套措施可以包括：识别滨海湿地生态系统服务功能对潮汐水文连通的响应模式，提出保障滨海湿地生态系统服务功能有效发挥的潮汐水文连通调控方案；考虑较长时间尺度下，限制潜在迁移区范围内的高强度基础设施建设，为滨海湿地预留足够适应未来海平面上升的生态空间；整合优化湿地保护与修复格局，兼顾海平面上升驱动下滨海湿地生态系统内迁格局，构建应对围垦开发及适应未来海平面上升的区域生态安全格局。

3.3 开展基于“三线整合”的滨海湿地系统保护、修复与合理利用规划示范，并与区域国土空间规划相衔接

考虑到滨海湿地的典型性和代表性，可以将我国

大江大河三角洲作为开展基于“三线整合”的滨海湿地系统保护与修复规划的示范区，并与国土空间规划相衔接。以黄河三角洲为例（图4）[36]，① 在优化方案引导下，生态安全格局所识别的具有重要生态保护价值却游离于当前保护体系之外的自然湿地（保护空缺）应当纳入滨海湿地保护体系，划入生态保护红线，作为应对围垦开发威胁下的抢救性底线，严禁围垦开发，并通过建立有效的保护管理制度予以维护；② 安全格局所确定的具有较高生态价值和修复潜力的生态修复绿线区是缓解和补偿围垦开发造成的滨海湿地损失，弥补区域生态服务功能损失的提升区，所确定的修复格局为滨海湿地修复工程布局提供重要的科学依据；③ 安全格局所确定的应对海平面上升的生态预留蓝线区为限制性开发区域，应当禁止人工硬质地表及道路、堤坝等基础设施建设，为滨海湿地内迁所需潜在生境预留空间，但可以在不显著改变湿地土壤基质和地貌的前提下有限度、有选择地开展与滨海湿地资源利用相关的生态经济产业，如低密度“渔+湿”复合生态经济模式等。总之，可以针对“三线整合”的滨海湿地生态安全格局要素，制定系统保护与修复实施方案，推动滨海湿地一体化保护与修复及综合治理。

3.4 实行基于“三线整合”滨海湿地生态安全格局的动态管理，探索高质量发展的滨海国土空间开发与保护格局

针对以黄河三角洲为代表的淤长型滨海湿地，基于“三线整合”滨海湿地生态安全格局，采取由陆向海的逐步推进、与新生湿地淤长方向一致的“滚动”开发模式，在考虑经济利益的同时，能有效维护湿地生态系统的完整性和演替的连续性；从生态保护角度而言，是一种较为合理的资源利用模式，具有一定的普遍意义[45]。“滚动”开发模式强调依据滨海新生湿地淤积速率及湿地生境演替状况，确定滚动开发规模，以维持自然湿地质量或数量的相对稳定和自然湿地的零净损失。该模式强调维持生境演替的连续性，避免滩涂直接围垦导致的湿地生境破坏和生态功能崩溃，有利于保护处于不同生境演替阶段的物种，因此对区域生物多样性保护是一种比较合适的开发模式

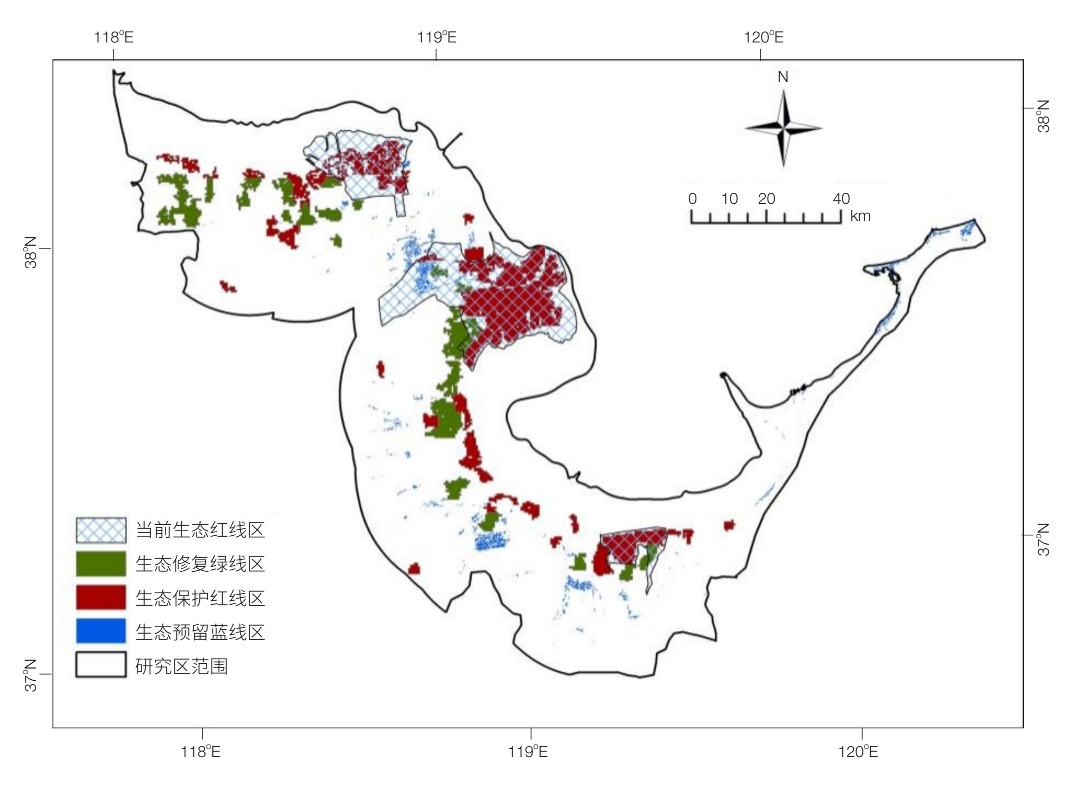


图4　保护红线、修复绿线和预留蓝线“三线整合”的黄河三角洲滨海湿地生态安全格局[36]

Figure 4　Ecological security pattern of coastal wetlands in the Yellow River Delta based on “three-line integration” spatial strategy (i.e., red-line area for conservation, green-line area for restoration, and blue-line area for climate adaption)[36]

（图 5）[45]。“滚动开发”模式原则上不应触动滨海湿地具有重要生态功能和保护物种分布的核心生境，主要占用滨海湿地内陆边缘部分；由于开发模式对生境演替的连续性仍会有一定干扰，需要充分考虑保护物种的生境需求和对环境的适应能力[46]。

从较长时间尺度看，类似黄河三角洲典型“淤长型”滨海湿地，其“三线整合”的生态安全格局仍需要不断进行动态调整。例如，以保护区为核心的生态保护红线范围应随着河口新生湿地向海淤进而不断向外扩展、推移，将最具有保护价值、脆弱的新生湿地生态系统纳入保护区进行严格管理，严禁围填海、近海养殖等人为活动扰动。同时，伴随新生湿地向海淤长，潮间盐沼植物群落带也将向海推移，并逐渐被陆生盐碱植物群落取代，导致其作为滨海鸟类生境的适宜性逐渐丧失。因此，经评估后，这部分区域如已无显著的生态价值，可以部分解除其生态保护红线控制，准予生态养殖等合理经济利用模式，但考虑到未来作为应对气候变化生态蓝线预留区的可能性，这部分区域仍应严格控制硬质化地表等基础设施建设。

总之，“三线整合”滨海湿地生态安全格局的范围及相应的功能区（生态保护红线区、生态修复绿线区和气候适应蓝线区）应该依据海岸淤长趋势和速度，进行动态管理和适应性调整。但调整的时间节点和范围强度需要慎重，特别是解除生态保护红线管控的功能转换速率必须小于滩涂新生湿地淤长及其滨海湿地植被演替速率，以维持自然湿地的零净损失；同时，不应触动滨海湿地重要保护物种（如濒危水鸟）的核心生境，以确保保护区在动态调整中面积相对稳定。在该模式下，滨海湿地生境演替过程没有被人为活动中断，仍然正常延续并不断生成新生湿地，人为开发活动主要占用滨海湿地内陆边缘部分受人为干扰较严重的退化生境，而这些低质退化生境的损失能通过不断增长的新生湿地得以补偿。

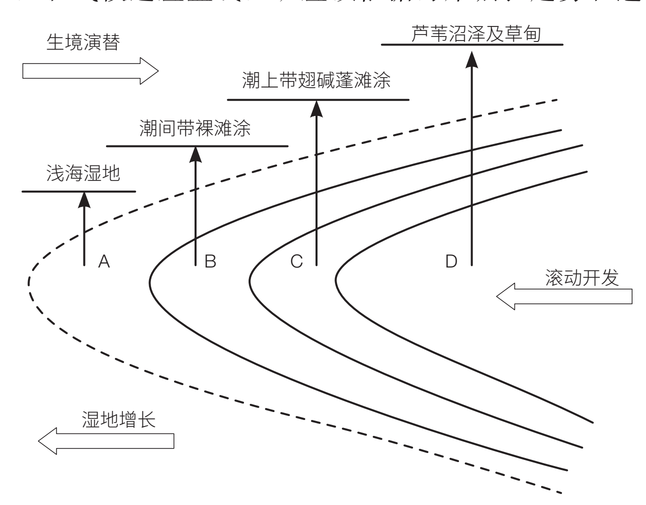


图 5　我国北方淤长型滨海湿地生境演替与湿地资源“滚动开发”模式[45]

Figure 5　Habitat succession and “rolling development” mode of growing coastal wetlands in the northern coastline of China[45]

参考文献

1 Lamb J B, Water V D, Jeroen A J M, et al. Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. Science, 2017, 355: 731-733.

2 Wang X X, Xiao X M, Zou Z H, et al. Mapping coastal wetlands of China using time series Landsat images in 2018 and Google Earth Engine. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 2020, 163: 312-326.

3 Zhi L H, Li X W, Bai J H, et al. Integrating ecological and socioeconomic networks using nitrogen metabolism in the Yellow River Delta, China. Resources, Conservation and Recycling, 2020, 162: 105012.

4 Ma T T, Li X W, Bai J H, et al. Four decades' dynamics of coastal blue carbon storage driven by land use/land cover transformation under natural and anthropogenic processes in the Yellow River Delta, China. Science of the Total Environment, 2019, 655, 741-750.

5 Deegan L A, Johnson D S, Warren R S, et al. Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. Nature, 2012, 490: 388-392.

6 Richards D R, Thompson B S, Wijedasa L. Quantifying net loss of global mangrove carbon stocks from 20 years of land cover change. Nature Communications, 2020, 11(1): 4260.

7 Murray N J, Phinn S R, DeWitt M, et al. The global distribution and trajectory of tidal flats. Nature, 2019, 565: 222-225.

8 Krumhansl K A, Okamoto D K, Rassweiler A, et al. Global patterns of kelp forest change over the past half-century. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 2016, 113(48): 13785-13790.

9 王法明, 唐剑武, 叶思源, 等. 中国滨海湿地的蓝色碳汇功能及碳中和对策. 中国科学院院刊, 2021, 36(3): 241-251.
Wang F M, Tang J W, Ye S Y, et al. Blue carbon sink function of Chinese coastal wetlands and carbon neutrality strategy. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2021, 36(3): 241-251. (in Chinese)

10 李永祺, 唐学玺. 海洋恢复生态学. 青岛: 中国海洋大学出版社, 2016.
Li Y Q, Tang X X. Marine Restoration Ecology. Qingdao: China Ocean University Press, 2016. (in Chinese)

11 Hindsley P, Yoskowitz D. Global change—Local values: Assessing tradeoffs for coastal ecosystem services in the face of sea level rise. Global Environmental Change, 2020, 61: 102039.

12 Ma T T, Li X W, Bai J H, et al. Habitat modification in relation to coastal reclamation and its impacts on waterbirds along China's coast. Global Ecology and Conservation, 2019, 17: e00585.

13 Sun Z G, Sun W G, Tong C, et al. China's coastal wetlands: Conservation history, implementation efforts, existing issues and strategies for future improvement. Environment International, 2015, 79: 25-41.

14 崔保山, 谢湉, 王青, 等. 大规模围填海对滨海湿地的影响与对策. 中国科学院院刊, 2017, 32(4): 418-425.
Cui B S, Xie T, Wang Q, et al. Impact of large-scale reclamation on coastal wetlands and implications for ecological restoration, compensation, and sustainable exploitation framework. Bulletin of Chinese Academy of Sciences, 2017, 32(4): 418-425. (in Chinese)

15 马田田, 梁晨, 李晓文, 等. 围填海活动对中国滨海湿地影响的定量评估. 湿地科学, 2015, 13(6): 653-659.
Ma T T, Liang C, Li X W, et al. Quantitative assessment of impacts of reclamation activities on coastal wetlands in China. Wetland Science, 2015, 13(6): 653-659. (in Chinese)

16 宋红丽, 刘兴土. 围填海活动对我国河口三角洲湿地的影响. 湿地科学, 2013, 11(2): 297-304.
Song H L, Liu X T. Effect of reclamation activities on wetlands in estuarine delta in China. Wetland Science, 2013, 11(2): 297-304. (in Chinese)

17 Wang F M, Lu X L, Sanders C J, et al. Tidal wetland resilience to sea level rise increases their carbon sequestration capacity in United States. Nature Communications, 2019, 10: 5434.

18 Ma Z J, Melville D S, Liu J G, et al. Rethinking China's new great wall. Science, 2014, 346(6212): 912-914.

19 Li X Z, Ren L J, Liu Y, et al. The impact of the change in vegetation structure on the ecological functions of salt marshes: The example of the Yangtze Estuary. Regional Environmental Change, 2014, 14(2): 623-632.

20 Luo S X, Shao D D, Long W, et al. Assessing 'coastal squeeze' of wetlands at the Yellow River Delta in China: A case study. Ocean & Coastal Management, 2018, 153: 193-202.

21 Liu Z Z, Cui B S, He Q. Shifting paradigms in coastal restoration: Six decades' lessons from China. Science of the Total Environment, 2016, 566-567: 205-214.

22 Halpern B S, Silliman B R, Olden J D, et al. Incorporating positive interactions in aquatic restoration and conservation. Frontiers in Ecology and the Environment, 2007, 5(3): 153-160.

23 李晓文. 湿地保护与修复的空间规划: 理论、方法及案例. 北京: 中国环境出版集团, 2021.
LI X W. Spatial Planning for Wetland Conservation and Restoration: Theories, Methods and Cases. Beijing: China Environment Publishing Group, 2021. (in Chinese)

24 智烈慧, 李心, 马田田, 等. 辽河三角洲土地利用变化轨迹、驱动过程及生态系统服务时空演变. 环境科学学报, 2022, 42(1): 141-150.
Zhi L H, Li X, Ma T T, et al. The spatiotemporal evolution of land use trajectories, drivers and the ecosystem services in Liao River Delta in the past four decades. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022, 42(1): 141-150. (in Chinese)

25 李晓文, 白军红, 曹宇. 构建滨海湿地生态安全格局. 中国自然资源报, 2021-05-14(03).
Li X W, Bai J H, Cao Y. Construct the ecological security pattern of coastal wetlands. China Natural Resources News,

2021-05-14(03). (in Chinese)

26 Hall A E, Herbert R J H, Britton J R, et al. Shelving the coast with vertipools: Retrofitting artificial rock pools on coastal structures as mitigation for coastal squeeze. Frontiers in Marine Science, 2019, 6: 456.

27 Borchert S M, Osland M J, Enwright N M, et al. Coastal wetland adaptation to sea level rise: Quantifying potential for landward migration and coastal squeeze. Journal of Applied Ecology, 2018, 55(6): 2876-2887.

28 Kirwan M L, Megonigal J P. Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. Nature, 2013, 504: 53-60.

29 Hauer M E, Fussell E, Mueller V, et al. Sea-level rise and human migration. Nature Reviews Earth & Environment, 2020, 1(1): 28-39.

30 Ma T T, Li X W, Bai J H, et al. Tracking three decades of land use and land cover transformation trajectories in China’s large river deltas. Land Degradation & Development, 2019, 30(7): 799-810.

31 Foley J A, Defries R, Asner G P, et al. Global consequences of land use. Science, 2005, 309: 570-574.

32 Possingham H P, Bode M, Klein C J. Optimal conservation outcomes require both restoration and protection. PLoS Biology, 2015, 13(1): e1002052.

33 Wiens J A, Hobbs R J. Integrating conservation and restoration in a changing world. BioScience, 2015, 65(3): 302-312.

34 Margules C R, Pressey R L. Systematic conservation planning. Nature, 2000, 405: 243-253.

35 李晓文, 李梦迪, 梁晨, 等. 湿地恢复若干问题探讨. 自然资源学报, 2014, 29(7): 1257-1269.
Li X W, Li M D, Liang C, et al. On the current key issues in wetland restoration. Journal of Natural Resources, 2014, 29(7): 1257-1269. (in Chinese)

36 马田田. 黄河三角洲受损滨海湿地修复系统优化调控研究. 北京: 北京师范大学, 2019.
Ma T T. Study on Optimal Regulation of Restoration System of Damaged Coastal Wetlands in the Yellow River Delta. Beijing: Beijing Normal University, 2019. (in Chinese)

37 Dafforn K A, Mayer-Pinto M, Morris R L, et al. Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure. Journal of Environmental Management, 2015, 158: 61-73.

38 Morris R K A. Managed realignment: A sediment management perspective. Ocean & Coastal Management, 2012, 65: 59-66.

39 Elliott M, Mander L, Mazik K, et al. Ecoengineering with Ecohydrology: Successes and failures in estuarine restoration. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 2016, 176: 12-35.

40 Pontee N I, Parsons A. A review of coastal risk management in the UK. Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Maritime Engineering, 2010, 163(1): 31-42.

41 Chapman M G, Underwood A J. Evaluation of ecological engineering of “armoured” shorelines to improve their value as habitat. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 2011, 400(1-2): 302-313.

42 Esteves L S. Is managed realignment a sustainable long-term coastal management approach?. Journal of Coastal Research, 2013, 65: 933-938.

43 Dafforn K A, Mayer-Pinto M, Morris R L, et al. Application of management tools to integrate ecological principles with the design of marine infrastructure. Journal of Environmental Management, 2015, 158: 61-73.

44 Zhi L H, Li X W, Bai J H, et al. Seawall-induced impacts on large river delta wetlands and blue carbon storage under sea level rise. Science of the Total Environment, 2023, 859: 159891.

45 肖笃宁, 韩慕康, 李晓文, 等. 环渤海海平面上升与三角洲湿地保护. 第四纪研究, 2003, 23(3): 237-246.
Xiao D N, Han M K, Li X W, et al. Sea level rise and delta wetland conservation in the Bohai Rim. Quaternary Sciences, 2003, 23(3): 237-246. (in Chinese)

46 Li X W, Liang C, Shi J B. Developing Wetland restoration scenarios and modeling its ecological consequences in the Liaohe River delta wetlands, China. Clean-Soil, Air, Water, 2012, 40(10): 1185-1196.

Developing Ecological Security Pattern for Coastal Wetlands Based on "Three-line Integration" Spatial Strategy

LI Xiaowen[1*] ZHI Liehui[1,2] MA Tiantian[3] LIU Zengli[4] CUI Baoshan[1] SHAO Dongdong[1] CAO Yu[5] MU Yonglin[1]

(1 School of Environment, Beijing Normal University, Beijing 100875, China;

2 School of Earth Science and Engineering, Hebei University of Engineering, Handan 056038, China;

3 Agro-Environmental Protection Institute, Ministry of Agriculture and Rural Affairs, Tianjin 300191, China;

4 Academy of Forestry Inventory and Planning, National Forestry and Grassland Administration, Beijing 100714, China;

5 School of Public Affairs, Zhejiang University, Hangzhou 310058, China)

Abstract Coastal wetlands function as key socioeconomic resources as well as ecological barriers for sustainable development in coastal regions. Although previous research and practices indicate that restoration of degraded wetlands needs combination with intact natural wetlands to achieve best integrated ecosystem services, this kind of integration is still lacking both in research and practice. In the past decades, increased land reclamation coupling with climate change (e.g. sea level rise) have led considerable coastal squeeze effects and intensified degradation and loss in coastal wetlands along Chinese coastline, restoration of damaged coastal wetlands is therefore urgently needed to enhance the overall ecological functions of coastal wetlands and to strengthen the coastal resilience under coupled human-natural stresses. Here, a framework of "three-line integration" spatial strategy is conceptualized to develop ecological security pattern of coastal wetlands in China. The proposed spatial strategy addresses to establish an integrated coastal ecological security pattern by delineating RGB (red-green-blue) multiple zones, in which red-line area (remaining nature habitats) is prioritized for coastal wetland conservation, incorporating with green-line area (impaired habitats with high restoration potential) reserved for urgent restoration and blue-line area allocated for adaption to long-term sea level rise. In addition, some related issues were discussed covering coastal wetland conservation and restoration, wise land use and sustainable development.

Keywords coastal squeeze, sea level rise, coastal wetlands, integrated conservation and restoration, "three-line integration" spatial strategy, ecological security pattern

李晓文 北京师范大学环境学院副教授。主要从事区域生态环境规划、国土空间生态修复及生态安全格局优化、流域生态健康与修复、生态系统服务功能评估、环境评价与规划管理等方向的教学与科研工作。E-mail: lixw@bnu.edu.cn

LI Xiaowen Associate Professor at School of Environment, Beijing Normal University. His research focuses on regional eco-environmental planning, territorial space ecological restoration & ecological security pattern optimization, watershed ecological health & restoration, ecosystem services assessment, environmental assessment & planning and management. E-mail: lixw@bnu.edu.cn

■责任编辑：张帆

*Corresponding author